

*Наведена математична модель сумісного вилучення органічних забруднень зваженим і закріпленим біоценозом в аеротенках-витискувачах і на основі її реалізації запропоновані методи розрахунку кисневого режиму при біологічному очищенні стічних вод. При цьому розглянуто можливі технологічні і конструктивні схеми в аеротенках-витискувачах: коли реактор, що містить елементи з закріпленим біоценозом, розташовано першим по напрямку руху стічних вод та навпаки*

*Ключові слова: аеротенк-витискувач, кисневий режим, органічні забруднення, активний мул, біоплівка*

*Приведена математическая модель совместного извлечения органических загрязнений взвешенным и прикрепленным биоценозом в аэротенках-вытеснителях и на основе ее реализации предложены методы расчета кислородного режима при биологической очистке сточных вод. При этом рассмотрены возможные технологические и конструктивные схемы в аэротенках-вытеснителях: когда реактор, содержащий элементы с прикрепленным биоценозом, расположен первым по направлению движения сточных вод и наоборот*

*Ключевые слова: аеротенк-вытеснитель, кислородный режим, органические загрязнения, активный ил, биопленка*

УДК 628.35

DOI: 10.15587/1729-4061.2017.107127

# ДОСЛІДЖЕННЯ РОБОТИ АЕРОТЕНКІВ-ВИТИСКВАЧІВ З ЗАКРІПЛЕНОЮ БІОМАСОЮ І ВРАХУВАННЯ КИСНЕВОГО РЕЖИМУ

**О. Я. Олійник**

Член-кореспондент НАН України,

доктор технічних наук, професор

Відділ прикладної гідродинаміки

Інститут гідромеханіки НАН України

вул. Желябова, 8/4. м. Київ, Україна, 03680

E-mail: kurganska@ukr.net

**Т. С. Айрапетян**

Кандидат технічних наук, доцент

Кафедра Водопостачання,

водовідведення і очищення вод

Харківський національний університет

міського господарства ім. О. М. Бекетова

вул. Маршала Бажанова, 17, м. Харків, Україна, 61002

E-mail: tamara78kh2008@rambler.ru

## 1. Вступ

Очистка стічних вод є однією з актуальних проблем. Серед багатьох способів і методів очищення найбільш прийнятними є біологічні методи очищення, оснований на використанні мікроорганізмів окислювати (утилізувати) органічні забруднення. Ці забруднення знаходяться в стічних водах у виді переважно розчинених речовин і являються джерелом живлення мікроорганізмів. Процес біологічного очищення від забруднюючих речовин відбувається в аеротенках при безпосередньому контакті стічних вод з оптимальною кількістю мікроорганізмів активного мулу за наявності відповідної кількості розчиненого кисню [1–3].

Однак існуючі на більшості каналізаційних очисних станцій традиційні технології біологічного очищення в сучасних умовах не забезпечують ефективного й надійного очищення стічних вод.

Тому актуальними є дослідження, спрямовані на підвищення ефективності роботи аераційних споруд й одержання математичного опису процесів біологічного очищення стічних вод.

## 2. Аналіз літературних даних та постановка проблеми

У сучасних системах споруд біологічної очистки стічних вод основною спорудою є біореактор-аеротенк.

У аеротенку відбувається вилучення (біоокислення) сорбованих на плаваючих пластівцях активного мулу завислих чи розчинених у воді органічних забруднень (ОЗ). Проте в зв'язку з підвищеними вимогами до якості очистки роботи аеротенка в зазначених системах потребує подальшого вдосконалення [4].

Ефективність вилучення забруднень в аеротенках можна значно підвищити за рахунок влаштування додаткового завантаження, на поверхні якого утворюється біоплівка з високою концентрацією мікроорганізмів. При цьому влаштування додаткового завантаження (сіток, насадок і т. п.) передбачається поряд зі зваженим біоценозом (активним мулом) в об'ємі споруди [5, 6].

Механізми вилучення ОЗ активним мулом ґрунтовно досліджені і наведені зокрема в роботах [7, 8]. Вилучення ОЗ закріпленим біоценозом у вигляді біоплівки останнім часом широко досліджуються при фільтруванні очисної рідини в краплинних і затоплених фільтрах. При цьому розглянуті і вивчені динаміки формування біоплівки на поверхні завантаження і механізми вилучення нею ОЗ [9–11].

Особливості вилучення ОЗ забруднень мікроорганізмами біоплівки зокрема полягають в необхідності додаткового врахування при очистці процесів масопереносу ОЗ. Дуже важливим також є врахування кисню в біоплівці і через пограничний шар рідини, який утво-

рюється на поверхні біоплівки, особливості формування активної частини біоплівки по висоті фільтрів.

У роботі [12] обґрунтована і побудована загальна математична модель вилучення органічних забруднень із стічних вод на краплинних біофільтрах. Модель враховує взаємодію гідравлічних, фізико-хімічних і біологічних процесів при фільтруванні крізь різне завантаження.

Комбінована біологічна очистка стічних вод в спорудах з закріпленим і зваженим біоценозом має ряд суттєвих технологічних переваг. А саме аераційні споруди, в яких використовуються угруповання завислих та іммобілізованих мікроорганізмів, мають наступні переваги [2, 6]:

- можливість підтримувати високу концентрацію активної біомаси в об'ємі споруд без погіршення якості очищеної стічної рідини, тому що до вторинного відстійника надходить лише зависла частка активної біомаси;
- високу окислювальну потужність одиниці об'єму очисних споруд та підвищену ефективність очистки;
- високу стабільність роботи системи біологічної очистки, сталість до залпових навантажень та впливу токсикантів;
- можливість ефективного перебігу в одній очисній споруді як процесів біодеструкції ОЗ, так і процесів нітрі-денітрифікації та біологічного видалення сполук фосфору, що обумовлено великою концентрацією біомаси, її значним віком та різними кисневими умовами у товщі біологічної плівки;

Таким чином, забезпечення високого рівню очистки, тобто в умовах необхідної значної доочистки стічних вод можливо за рахунок влаштування завантаження із закріпленим біоценозом на ділянках аеротенків.

Існуючі теоретичні розробки ґрунтуються на реалізації спрощених підходів (моделей), в яких не знайшли відображення ряд важливих складових очистки [12, 13]. В достатній мірі не враховані параметри біоплівки, гідродинамічні особливості надходження органічних забруднень і кисню в біоплівку, швидкості кінетичних реакцій при сумісному вилученні органічних забруднень зваженим і закріпленим біоценозом. Як показав проведений аналіз з залученням існуючих дослідних даних, неврахування зазначених факторів значно впливає на одержання надійних і достовірних результатів розрахунку [14]. У той самий час ASM-моделі в більшій мірі враховують особливості процесу біологічної очистки. Але такі моделі дуже складні (велика розмірність та велика кількість параметрів). Тому ідентифікація та дослідження цих моделей визивають неподоланні труднощі [15].

Отже, достатній рівень аеробної очистки стічних вод може бути досягнуто при глибокому вивченні складних механізмів і різних процесів, які відбуваються в об'ємі біореактора-аеротенка. Ці процеси пов'язані з утворенням біоплівки різної товщини і структури на поверхні додаткового завантаження (сітки) в об'ємі аеротенка. При цьому дуже важливо забезпечити киснем в достатній кількості процес біохімічного окислення (утилізації) органічних забруднень і обґрунтувати, який із компонентів (забруднення чи кисень) лімітує цей процес.

Для більш повного вивчення механізмів і особливостей впливу зазначених процесів, які відбуваються в біоплівці і в об'ємі аеротенку змішаним біоценозом

при очистці стічних вод, потрібно розглядати більш повні і досконалі математичні моделі. Тільки на основі таких моделей можна одержати більш надійні інженерні методи розрахунку конструктивних і технологічних параметрів біореакторів.

Ураховуючи сказане вище, для подальшого обґрунтованої інтенсифікації аеробної доочистки стічних вод від органічних забруднень в аеротенках необхідною умовою є розробка більш досконалих і надійних методів розрахунку основних параметрів процесу на основі реалізації більш загальних математичних моделей.

При цьому дуже важливим є врахування механізмів протікання видалення забруднень біоплівкою, що утворюється на поверхні додаткового завантаження і завислим біоценозом (активним мулом) в об'ємі аеротенку.

### 3. Мета і задачі дослідження

Метою є розробка більш досконалих і надійних методів розрахунку аеробної очистки стічних вод в аеротенках-витискувачах з додатковою прикріпленою біомасою та врахуванням кисневого режиму.

Для досягнення поставленої мети необхідно вирішити такі завдання:

- представити в загальній формі основні рівняння та залежності, що описують процес біологічного очищення в аеротенках-витискувачах з додатковою прикріпленою біомасою;
- обґрунтувати спрощення, які дозволять отримати аналітичні залежності для можливості інженерних розрахунків;
- розглянути можливі варіанти розташування реактора з прикріпленою біомасою.

### 4. Матеріали і методи досліджень процесу біологічної очистки в аеротенках-витискувачах з закріпленою біомасою

Відомо, що в залежності від гідродинамічного режиму руху рідини біореактори-аеротенки поділяються на аеротенки-змішувачі і аеротенки-витискувачі [1–4, 7]. В сучасних умовах більш повно і ґрунтовно з використанням математичного моделювання розроблені методи розрахунку аеротенків-змішувачів і недостатньо аеротенків-витискувачів, хоча останні мають суттєві технологічні переваги при очистці стічних вод.

В обох випадках вилучення органічних забруднень (ОЗ) відбувається в аеробних умовах, тобто при споживанні кисню, необхідного для окислення ОЗ. Тому необхідно існуючими технологіями аерації забезпечити такий кисневий режим в реакторі, при якому кінетика реакції очистки не буде лімітуватись киснем, що знаходиться в реакторі.

При цьому є суттєві відмінності в технологіях постачання кисню (повітря) в об'єм аеротенка-змішувача і витискувача. Відрізняються також особливості його споживання зваженим (активним мулом) і закріпленим (біоплівкою) біоценозом. Оцінку і аналіз кисневого режиму в аеротенку-змішувачу на основі реалізації математичної моделі розглянуто в роботі [16]. Побудовано і реалізовано математичну модель кисневого

режиму при вилученні ОЗ в аеротенках-витискувачах зваженим і закріпленим біоценозом, яка описується в загальному випадку рівнянням

$$\varepsilon \frac{\partial C}{\partial t} = D_l \frac{\partial^2 C_a}{\partial x^2} - v \frac{\partial C}{\partial x} + \varepsilon \alpha K_c a (\beta C_p - C_a) - \frac{F_{\delta l}}{W_p} N_c - R_{ac}. \quad (1)$$

У практичних розрахунках достатньо розглянути рівняння (1) в стаціонарних умовах і провівши оцінку його членів з врахуванням відомого дифузійного коефіцієнта Пекле  $Pe = \frac{vL}{D_l}$  для подальшої реалізації приведено його до вигляду

$$-v \frac{\partial C_a}{\partial x} + \varepsilon \alpha K_c a (\beta C_p - C_a) - \lambda_c N_c - R_{ac} = 0, \quad (2)$$

$$N_c = -D_c \frac{\partial C}{\partial z} = K_c (C_a - C|_{z=0}),$$

$$\lambda_c = \frac{F_{\delta l}}{W_p} = \frac{F_{\delta}}{F}, \quad F_{\delta} = \frac{F_{\delta l}}{l}, \quad C|_{z=0} = C_{\delta},$$

$$v = \frac{Q_a}{F}, \quad W_p = \varepsilon W_a, \quad \varepsilon = 1 - \frac{W_{\delta}}{W_a}. \quad (3)$$

Тут  $N_c$  – потік розчиненого кисню, який поступає до поверхні біоплівки через пограничний шар,  $K_c a$  – об'ємний коефіцієнт масопередачі,  $F_{\delta l}$  – загальна площа поверхні біоплівки в аеротенку,  $Q_a$ ,  $W_a$  – витрата і об'єм аеротенка,  $W_p$ ,  $W_{\delta}$  – відповідно об'єми рідини і завантаження в об'ємі аеротенку,  $C$ ,  $C_{\delta}$ ,  $C_a$ ,  $C_p$  – відповідно концентрації кисню в біоплівці, на поверхні біоплівки, в аеротенку і в стічній воді на вході в аеротенк,  $z$  – координата, яка змінюється за товщиною біоплівки. Пояснення інших параметрів наведено нижче.

В загальному випадку швидкості реакцій використання кисню, які відбуваються в біоплівці і в аеротенку з врахуванням можливих при цьому затрат кисню на вилучення продуктів відмирання мікроорганізмів, описуються такими рівняннями

$$R_c = \alpha_1 R_L + \alpha_2 b_c \frac{C}{K_{m_c} + C} X, \quad (4)$$

$$R_L = \frac{\mu_m}{Y} \cdot \frac{L}{K_{m_L} + L} \cdot \frac{C}{K_{m_c} + C} X, \quad (5)$$

$$R_{a_c} = \alpha_{1a} R_a + \alpha_{2a} b_{a_c} \frac{C_a}{K_{m_{a_c}} + C_a} X_a, \quad (6)$$

$$R_a = \frac{\mu_{ma}}{Y_a} \cdot \frac{L_a}{K_{m_a} + L_a} \cdot \frac{C_a}{K_{m_{a_c}} + C_a} X_a. \quad (7)$$

Тут нагадаємо  $b_c$ ,  $b_{a_c}$  – відповідно константи відмирання мікроорганізмів в біоплівці і активного мулу в аеротенку,  $\alpha_1$ ,  $\alpha_2$ ,  $\alpha_{1a}$ ,  $\alpha_{2a}$  – відповідно відомі стехіометричні коефіцієнти витрати кисню при окисленні одиниці ОЗ і для самоокислення продуктів відмирання мікроорганізмів в біоплівці і активного мулу. Позначення інших величин в наведених рівняннях приведені в роботах [6, 16].

Для оцінки впливу наведених механізмів забезпечення і споживання кисню при вилученні ОЗ доцільно

розглянути граничні випадки роботи аеротенка в системі біологічної очистки стічних вод:

1. У випадку, коли відсутня закріплена біомаса (додаткове завантаження) вилучення ОЗ відбувається тільки зваженим активним мулом, для забезпечення і споживання кисню наведені рівняння розв'язуються при  $N_c = 0$ . Розрахунок параметрів кисневого режиму в цьому випадку з врахуванням особливостей систем подачі кисню і режиму роботи аеротенка розглядалось зокрема в роботі [7].

2. У випадку, коли вилучення ОЗ відбувається тільки закріпленою на завантаженні біомасою, тобто при неврахування дії зваженого активного мулу, наведені рівняння розв'язуються при  $R_a = 0$ .

3. У випадку, коли вилучення ОЗ в аеротенку відбувається як за рахунок зваженого, так і закріпленого біоценозу. При цьому можливі різні варіанти розташування елементів завантаження в об'ємі (в плані) аеротенка і обґрунтування необхідної площі біоплівки  $F_{\delta l}$ , утвореної на їх поверхні. Елементи завантаження (насадки, сітки тощо) можуть бути розташовані по всьому об'єму аеротенка або більш щільно і комплексно тільки на його окремих ділянках.

Залежно від технологічної схеми розташування в аеротенку елементів завантаження по довжині (в об'ємі) і в зв'язку з цим прийнятих реакцій в біоплівці і аеротенку загальні рівняння можна значно спростити. Далі розглянемо можливі наступні технологічні схеми.

Розглянемо випадок, коли елементи завантаження не досить щільно рівномірно розташовані по всій довжині аеротенка. В цьому випадку при вирішенні рівняння (2) приймаємо з достатнім обґрунтуванням вилучення ОЗ в об'ємі аеротенка активним мулом відбувається за реакцією нульового порядку, а в біоплівці – за реакцією першого порядку [6].

Так як в рівняннях (4) і (6)  $K_{m_c} \ll C$ ,  $K_{m_a} \ll C_a$ , то для кисню в практичних розрахунках окислення відбувається за реакцією нульового порядку в біоплівці і в аеротенку. Таким чином, для реакцій маємо

$$R_c = \alpha_1 R_L + \alpha_2 b_c X, \quad (8)$$

$$R_L = k_L L = \frac{\mu_m X}{Y K_{m_L} L}, \quad (9)$$

$$R_{a_c} = \alpha_{1a} R_a + \alpha_{2a} b_{a_c} X_a, \quad (10)$$

$$R_a = \frac{\mu_{ma} X_a}{Y_a}. \quad (11)$$

Визначення значення концентрації ОЗ в біоплівці  $L(x)$  і зокрема на поверхні  $L_{\delta}$  наведено в роботі [17]. Визначення значення концентрації кисню  $C$  в біоплівці і зокрема на її поверхні  $C_{\delta}$  відбувається в результаті вирішення рівнянь зміни концентрацій  $C$  в біоплівці. Ця концентрація кисню визначається залежно від конструкції елементів завантаження, на яких формується біоплівка, наприклад чи у вигляді плоских пластин із отворами, чи сіток із окремих стержнів циліндричної форми. При цьому з деяким наближенням можна прийняти для визначення реакції  $R_{cL}$  по залежності

$$R_c = \alpha_1 k_L L_{\delta p} + \alpha_2 b_c X. \quad (12) \quad \text{де}$$

Так, у випадку формування біоплівки на плоскій поверхні завантаження залежності для визначення зміни концентрацій ОЗ та кисню по товщині біоплівки і зокрема на її поверхні знаходимо в результаті вирішення наступних рівнянь.

$$D_L \frac{\partial^2 L}{\partial z^2} - k_L L = 0, \quad k_L = \frac{\mu_m X}{YK_{m_L}}, \quad (13)$$

$$D_C \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} - k_C L_{\delta p} - \alpha_2 b_c X = 0, \quad k_C = \alpha_1 k_L \quad (14)$$

при граничних відповідно умовах:

– при  $z=0$

$$-D_L \frac{\partial L}{\partial z} = K_L (L_a - L_{\delta}), \quad (15)$$

$$-D_C \frac{\partial C}{\partial z} = K_C (C_a - C_{\delta}), \quad (16)$$

– при  $z=\delta$

$$\frac{\partial L}{\partial z} = 0, \quad \frac{\partial C}{\partial z} = 0. \quad (17)$$

Тут  $L_{\delta p}$  – осереднене значення концентрації ОЗ в біоплівці, методика врахування якої при визначенні реакції  $R_c$  наведена в роботі [16].

В результаті вирішення рівняння (14) при  $k_C L_{\delta p} = \text{const}$  і  $\alpha_2 b_c X = \text{const}$  для визначення концентрації  $C_{\delta}$  при реакції нульового порядку, яке тут не приводиться, маємо таку залежність

$$C_{\delta} = C_a - \frac{w_c \delta}{K_C}, \quad w_c = k_C L_{\delta p} + \alpha_2 b_c X. \quad (18)$$

Таким чином з врахуванням зазначеного вище для подальшої реалізації рівняння (2) запишемо в такому вигляді

$$-v \frac{\partial C_a}{\partial x} + \varepsilon \alpha K_c a (\beta C_p - C_a) - \frac{F_{\delta}}{F} w_c \delta - w_{ac} = 0, \quad (19)$$

$$w_{ac} = \alpha_{1a} w_a + \alpha_{2a} b_a X_a, \quad w_a = \frac{\mu_{ma} X_a}{Y_a}.$$

Спочатку приведено рівняння (19) до безрозмірного вигляду

$$\frac{\partial \bar{C}_a}{\partial \bar{x}} + A_n \bar{C}_a + A_p = 0, \quad \bar{C}_a = \frac{C_a}{C_0}, \quad \bar{x} = \frac{x}{l}. \quad (20)$$

В результаті вирішення рівняння (19) за граничних умов на вході в аеротенк  $\bar{C}_a = 1$  при  $x=0$  ( $C_a = C_0$ ) з врахуванням залежностей  $w_c$ ,  $w_{ac}$  для визначення зміни концентрації за довжиною аеротенка  $x$  на ділянці  $0 \leq x \leq l$  одержимо

$$\bar{C}_a(\bar{x}) = (1 - M) e^{-\bar{x}} - M, \quad (21)$$

$$M = \frac{A_p}{A_n}, \quad A_n = \frac{\varepsilon \alpha K_c a l}{v}, \quad \bar{x} = A_n \bar{x},$$

$$A_p = \frac{F_{\delta} k_w \delta}{v F C_0} + \frac{w_{ac} l}{v C_0} - \frac{\varepsilon \alpha K_c a \beta C_p l}{v C_0}. \quad (22)$$

Для визначення концентрації на виході із аеротенка  $C_a(l)$  в рівнянні (21) слід прийняти  $\bar{x} = 1$  ( $x = l$ ). Нагадаємо, тут і далі  $F_{\delta}$  – площа поверхні біоплівки на одиницю довжини аеротенка (реактора).

Зазначимо, що розрахунки значно ускладнюються, якщо при вилученні ОЗ активним мулом і біоплівкою реакції відбуваються згідно відомого рівняння Моно. В цьому випадку необхідно прийняти в наведених рівняннях швидкості реакцій  $R_L$  і  $R_a$  по Моно, методика розрахунку яких наведена в роботах [17, 18].

Технологічна схема аеротенка-витискувача складається із двох частин, яких будемо називати реакторами 1 і 2. Тут можливі два випадки (рис. 1).

В першому випадку (рис. 1, а) в першій частині розташовано реактор 1, в якому вилучення ОЗ відбувається за рахунок закріпленої біомаси, яка формується на ділянці реактора 1 на встановленому завантаженні. В другій частині – реакторі 2 вилучення ОЗ відбувається зваженою біомасою (активним мулом), тобто працює як звичайний аеротенк-витискувач. В цьому випадку для визначення концентрації кисню в реакторах 1 і 2 використовуємо загальне рівняння (2). При цьому, так як в реакторі 1 довжиною  $l_1$  безпосередньо поступають стічні води, які мають значну початкову концентрацію  $L_f = L_0$ , то буде доцільним вилучення ОЗ в реакторі 1 прийняти за реакцією нульового порядку, а в реакторі 2 довжиною  $l_2$  – першого порядку. Для забезпечення киснем утилізації ОЗ прийнято в реакторах нульового порядку. Тоді в цьому випадку для визначення зміни концентрацій кисню по довжині реакторів 1 і 2 по формулі (21) значення параметрів  $M$ ,  $A_n$ ,  $A_p$  будемо приймати наступним чином.

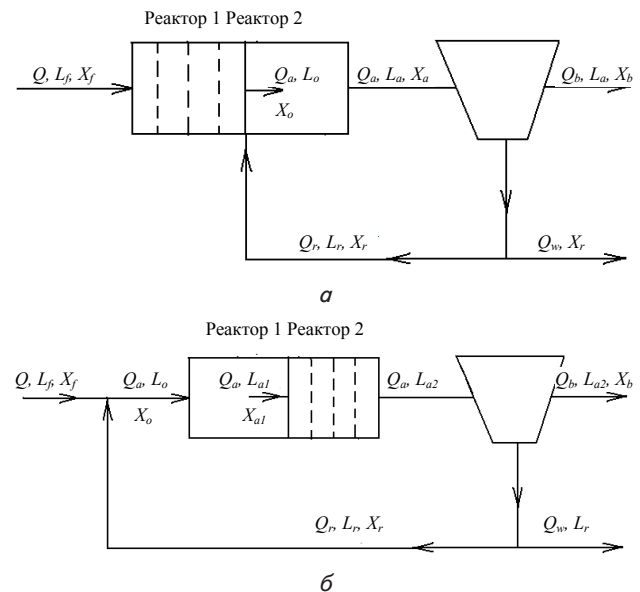


Рис. 1. Технологічні схеми біологічного очищення в аеротенку-витискувачі: а – закріплена біомаса розташована у реакторі 1; б – закріплена біомаса розташована у реакторі 2



Для реактора 1 довжиною  $l_1$  з закріпленою біомасою (біоплівкою) тобто на ділянці  $0 \leq x \leq l_1$  маємо

$$\begin{aligned} M_1 &= \frac{A_{n_1}}{A_{p_1}}, \quad A_{n_1} = \frac{\varepsilon \alpha_1 K_{c_1} a l_1}{v_1}, \quad \tilde{x}_1 = A_{n_1} \bar{x}_1, \\ \bar{x}_1 &= \frac{x}{l_1}, \quad A_{p_1} = \frac{F_{\delta_1} l_1 w_{c_1} \delta_1}{v_1 F_1 C_{0_1}} - \frac{\varepsilon \alpha_1 K_{c_1} a \beta_1 C_{p_1} l_1}{v_1 C_{0_1}}, \\ w_{c_1} &= \alpha_{1_1} w_{a_1} + \alpha_{2_1} b_{c_1} X_1, \\ w_{L_1} &= \frac{\mu_{m_1} X_1}{Y_1}, \quad F_1 = \frac{Q_{a_1}}{v_1}, \quad C_{0_1} = C_0. \end{aligned} \quad (23)$$

В цьому випадку для визначення концентрації кисню на виході із реактора 1 (на вході в реактор 2)  $C_1(l_1)$  слід прийняти  $\bar{x}_1 = 1 (x = l_1)$ .

Для реактора 2 довжиною  $l_2$ , тобто на ділянці  $l_1 \leq x \leq l_1 + l_2$  зі зваженим біоценозом (активним мулом) маємо

$$\begin{aligned} M_2 &= \frac{A_{n_2}}{A_{p_2}}, \quad A_{n_2} = \frac{\varepsilon \alpha_2 K_{c_2} a l_2}{v_2}, \quad \tilde{x}_2 = A_{n_2} \bar{x}_2, \\ \bar{x}_2 &= \frac{x - l_1}{l_2}, \quad A_{p_2} = \frac{l_2 w_{c_2}}{v_2 C_{0_2}} - \frac{\varepsilon \alpha_2 K_{c_2} a \beta_2 C_{p_2} l_2}{v_2 C_{0_2}}, \\ C_{0_2} &= C_{a_1}(l_1), \quad F_2 = \frac{Q_{a_1}}{v_2}, \\ w_{c_2} &= \alpha_{1_2} k_{a_2} L_{a_2} + \alpha_{2_2} b_{c_2} X_{a_2}, \quad k_{a_2} = \frac{\mu_{m_2} X_{a_2}}{Y_{a_2} K_{m_{a_2}}}. \end{aligned} \quad (24)$$

В цьому випадку для визначення концентрації кисню на виході із реактора 2 (на виході із аеротенка)  $C_{0_2}(l)$  слід прийняти  $\bar{x}_2 = 1 (x = l_1 + l_2 = l)$ . В наведених рівняннях  $C_{0_1}$  і  $C_{0_2}$  – відповідно концентрації на вході в реактор 1 і реактор 2.

У другому випадку (рис. 1, б) навпаки, в реакторі 1 вилучення ОЗ відбувається за рахунок зваженої біомаси (активного мулу), тобто працює як звичайний аеротенк-витискувач, а в реакторі 2 вилучення ОЗ відбувається переважно за рахунок закріпленої біомаси на встановленому тут завантаженні. Оскільки в існуючих традиційних аеротенках доочистку виконати надто складно і не економічно, така технологічна схема очистки з практичного погляду буде доцільною. До того ж така схема більш відповідає сучасним вимогам забезпечення високої ступені очистки [3].

В цьому випадку для визначення концентрації кисню в реакторах 1 і 2 будемо використовувати загальні рівняння (2). При цьому, так як в реактор 1 довжиною  $l_1$  безпосередньо поступає стічна вода, яка має значну початкову концентрацію, то буде доцільним вилучення ОЗ в реакторі 1 активним мулом прийняти за реакцію нульового порядку, а в реакторі 2 довжиною  $l_2$ , де відбувається переважно доочистка ОЗ закріпленим біоценозом (біоплівкою) – за реакцією першого порядку. Як і в попередньому випадку для забезпечення киснем утилізацію ОЗ прийнято в реакторах нульового порядку. Тоді в цьому випадку для визначення

зміни концентрації кисню за довжиною реакторів 1 і 2 за формулою (21) значення параметрів  $M$ ,  $A_n$ ,  $A_p$  будемо приймати таким чином.

Для реактора 1 довжиною  $l_1$ , тобто на ділянці  $0 \leq x \leq l_1$ , маємо

$$\begin{aligned} M_1 &= \frac{A_{n_1}}{A_{p_1}}, \quad A_{n_1} = \frac{\varepsilon \alpha_1 K_{c_1} a l_1}{v_1}, \quad \tilde{x}_1 = A_{n_1} \bar{x}_1, \\ \bar{x}_1 &= \frac{x}{l_1}, \quad A_{p_1} = \frac{w_{a_1} l_1}{v_1 C_{0_1}} - \frac{\varepsilon \alpha_1 K_{c_1} a \beta_1 C_{p_1} l_1}{v_1 C_{0_1}}, \\ w_{a_1} &= \alpha_{1_1} w_{a_1} + \alpha_{2_1} b_{c_1} X_{a_1}, \\ w_{a_1} &= \frac{\mu_{m_{a_1}} X_{a_1}}{Y_{a_1}}, \quad F_1 = \frac{Q_{a_1}}{v_1}, \quad C_{0_1} = C_0. \end{aligned} \quad (25)$$

В цьому випадку для визначення концентрації кисню на виході із реактора 1 (на вході в реактор 2)  $C_1(l_1)$  слід прийняти  $\bar{x}_1 = 1 (x = l_1)$ .

Для реактора 2 довжиною  $l_2$ , тобто на ділянці  $l_1 \leq x \leq l_1 + l_2$ , з закріпленою біомасою (біоплівкою) маємо

$$\begin{aligned} M_2 &= \frac{A_{n_2}}{A_{p_2}}, \quad A_{n_2} = \frac{\varepsilon \alpha_2 K_{c_2} a l_2}{v_2}, \quad \tilde{x}_2 = A_{n_2} \bar{x}_2, \\ \bar{x}_2 &= \frac{x - l_1}{l_2}, \quad A_{p_2} = \frac{F_{\delta_2} l_2 w_{c_2} \delta_2}{v_2 F_2 C_{0_2}} - \frac{\varepsilon \alpha_2 K_{c_2} a \beta_2 C_{p_2} l_2}{v_2 C_{0_2}}, \\ C_{0_2} &= C_{a_1}(l_1), \quad F_2 = \frac{Q_{a_2}}{v_2}, \\ w_{c_2} &= \alpha_{1_2} k_{L_2} L_{\delta_{p_2}} + \alpha_{2_2} b_{c_2} X_2, \quad k_{L_2} = \frac{\mu_{m_2} X_2}{Y_2 K_{m_2}}. \end{aligned} \quad (26)$$

В наведених вище залежностях (23)–(26) параметри з індексом 1 відносяться до реактора 1, а з індексом 2 відносяться до реактора 2.

Зазначимо, що в даному випадку вилучення ОЗ в реакторі 2 відбувається тільки за рахунок закріпленої біомаси (біоплівкою). Можливе деяке вилучення ОЗ за рахунок активного мулу, який знаходиться в об'ємі  $W_2$  реактора 2, буде незмінним і тому не враховується.

Зазначений додатковий вплив вилучення ОЗ в реакторі 2 за рахунок активного мулу можна врахувати, скориставшись загальним рішенням цієї задачі, а саме залежностями (21) і (22). Для цього потрібно виконати розрахунки для аеротенка (реактора 2) довжиною  $l = l_2$ , в якому відбувається сумісне вилучення ОЗ зваженим і закріпленим біоценозом.

Для реалізації запропонованих моделей і розрахунків розглянемо деякі особливості і передумови, які прийняті при формуванні кисневого режиму в аеротенках-витискувачах з додатковою закріпленою біомасою. Так, в рівняннях, що описують вилучення ОЗ закріпленою біомасою за реакцією першого порядку, та в рівняннях, що описують споживання кисню за реакцією нульового порядку, з достатнім обґрунтуванням [5, 7, 19] в якості розрахункової прийнято її осереднене значення по товщині біоплівки  $L_{\delta_p}$ .

$$L_{\delta_p} = 0.5(L_{\delta_{z=0}} + L_{\delta_{z=\delta}}), \quad (27)$$

де  $L_{\delta_{z=0}}$  – значення концентрації ОЗ на зовнішній поверхні біоплівки ( $z=0$ ),  $L_{\delta_{z=\delta}}$  – значення концентрації ОЗ на внутрішній поверхні біоплівки ( $z=\delta$ ).

Для визначення концентрацій  $L_{\delta_{z=\delta}}$  і  $L_{\delta_{z=0}}$  в роботах [17, 18] наведені рішення задач по визначенню зміни концентрації  $L$  в біоплівках.

## 5. Результати досліджень процесу біологічної очистки в аеротенках-витискувачах з закріпленою біомасою

Згідно запропонованим моделям і методам розрахунку, забезпечення киснем процесів вилучення ОЗ зводиться, як правило, до визначення відомих коефіцієнтів масопереносу  $K_c a$  і  $K_{cn}$  і пов'язаних з визначенням інших параметрів. При цьому слід зазначити, що технологічні схеми подачі кисню та особливості його використання в аеротенках з активним мулом досліджувались в достатній мірі. Однак в спорудах, в яких вилучення ОЗ відбувається закріпленою на елементах завантаження біомасою (біоплівкою) безпосередньо, дослідження кисневого режиму проведено недостатньо. При цьому приймалося, що процес вилучення ОЗ не лімітується киснем, тобто забезпечений у достатній кількості і підтримувався переважно концентрацією близькою до концентрації насичення. Між іншим, процес забезпечення киснем мікроорганізмів в закріпленій біоплівці та завислих у вигляді пластівців активного мулу дещо відрізняються. Це потрібно враховувати при розрахунках споживання кисню при утилізації забруднень закріпленою і завислою біомасою.

Врахування цих особливостей при розрахунках кисневого режиму в реакторах зі зваженою і закріпленою біомасою, що в основному зводиться до обґрунтування визначення коефіцієнтів  $K_c a$  і  $K_{cn}$ , наведено в нашій роботі [20].

В подальшому на підставі запропонованих моделей і методів розрахунку необхідно провести аналіз і оцінку впливу з метою забезпечення постачання необхідної кількості кисню в місце проведення реакцій і утилізації ОЗ.

В результаті проведених досліджень [18, 21, 22] встановлено, що при значному (насиченому) влаштуванні в аеротенку (реакторі) елементів завантаження кисень в біоплівку може поступати при пневматичній (бульбашкової) аерації. При цьому не тільки із об'єма рідини (розчинений кисень), а і в результаті так званого між поверхневого переносу (МПП) безпосередньо із прилиплих до біоплівки бульбашок. У цьому випадку потоки забруднень і розчиненого кисню в біоплівку через її змінену поверхню будуть визначатись

$$N_L = (1 - \eta) K_L (L_a - L|_{z=0}), \quad (28)$$

$$N_c = (1 - \eta) K_c (C_a - C|_{z=0}) + \eta \alpha K_{cn} (\beta C_p - C|_{z=0}), \quad (29)$$

$$W_p = \varepsilon W_a, \quad \eta = \frac{F_{\delta_n}}{F_{\delta l}},$$

де  $F_{\delta_n}$  – загальна площа поверхні біоплівки, наприклад, в реакторі 2, яка контактує з бульбашками пові-

тря,  $F_l$  – загальна площа поверхні біоплівки в аеротенку (реакторі).

У попередньому випадку технологічний кисень для утилізації ОЗ поступав в біоплівку у вигляді розчиненого кисню, який формувался в рідині за рахунок бульбашок. А згідно (29) крім розчиненого кисню в біоплівку поступає також кисень безпосередньо із бульбашок внаслідок МПП. Тому рівняння для біоплівки (14) необхідно вирішувати за таких граничних умов при  $z=0$ .

$$N_c = P_1 - P_2 C_{\delta}, \quad (30)$$

де

$$P_1 = (1 - \eta) K_c C_a + \eta \alpha K_{cn} \beta C_p,$$

$$P_2 = (1 - \eta) K_c + \eta \alpha K_{cn}, \quad w_c = \alpha_1 k_L L_{\delta p} + \alpha_2 b_c X;$$

$$\varepsilon = \frac{W_{p2}}{W_{a2}},$$

$$k_L = \frac{\mu_m X}{Y K_{m_L}}.$$

В результаті рішення рівняння (14) з граничними умовами при  $z=0$  (30) і  $z=\delta$ ;  $\frac{\partial C}{\partial r} = 0$  маємо

$$P_2 C_{\delta} = P_1 - w_c \delta, \quad (31)$$

$$C_{\delta} = \frac{P_1 - w_c \delta}{P_2}. \quad (32)$$

Наприклад, у випадку, коли вилучення ОЗ в реакторі 2 відбувається тільки за рахунок закріпленої на елементах завантаження біомаси, рівняння для визначення зміни концентрації  $C_a$  в реакторі 2 з врахуванням МПП буде мати вигляд

$$-v_2 \frac{\partial C_{a_2}}{\partial x} + \varepsilon \alpha_2 K_{c_2} a (\beta_2 C_{p_2} - C_{a_2}) - \frac{F_{\delta_2}}{F_2} (1 - \eta_2) K_{c_2} (C_{a_2} - C_{\delta_2}) = 0 \quad (33)$$

$$F_2 = \frac{Q_{a_2}}{v_2}, \quad \varepsilon = \frac{W_{p_2}}{W_{a_2}}, \quad \eta_2 = \frac{F_{\delta_{n_2}}}{F_{\delta_2}}.$$

Тут концентрація  $C_{\delta_2}$  визначається за формулою (32) з використанням необхідних параметрів вилучення ОЗ в реакторі 2.

Таким чином, врахування МПП в наведених технологічних схемах очистки на аеротенках-витискувачах можна здійснити шляхом використання в запропонованих рівняннях і залежностях значення концентрації на поверхні біоплівки  $C_{\delta}$  згідно залежності (32).

Суттєві дослідження впливу МПП проведені при очистці вод на біоплівкових моделях при фільтруваннях [18, 22, 23]. При цьому встановлено, що врахування МПП може збільшувати параметри очистки

на 15–20 %, особливо в умовах очистки при значних концентраціях і значних розмірів бульбашок.

В аеротенку (реакторі) рис. 1, де вилучення  $O_3$  відбувається за рахунок активного мулу, в разі необхідності врахування рециркуляції, витрата  $Q_a$  буде визначатись за відомою формулою

$$Q_a = Q(1+r), \quad (34)$$

де  $Q$  – розрахункова витрата стічних вод,  $m^3/год$  (рис. 1),  $r$  – ступінь рециркуляції активного мулу, зокрема приймається згідно [19].

## 6. Обговорення результатів дослідження процесу біологічної очистки в аеротенках-витискувачах з закріпленою біомасою

Реалізація запропонованих моделей і методів розрахунку дозволяє оцінити вплив різних факторів очистки в аеротенках-витискувачах, в яких інтенсивність очищення підвищується за рахунок додаткових елементів з прикріпленим біоценозом. В даних моделях враховані параметри біоплівки, гідродинамічні особливості надходження органічних забруднень і кисню в біоплівку, швидкості кінетичних реакцій при сумісному вилученні органічних забруднень зваженим і закріпленим біоценозом.

Розроблені моделі потребують перевірки достовірності шляхом порівняння теоретичних та експериментальних даних. Даний фактор можна віднести до недоліків, але це планується провести в подальших дослідженнях.

Проведені дослідження необхідні для обґрунтування найбільш економічних та ефективних параметрів таких споруд біологічної очистки, як аеротенки, що широко застосовуються на станціях очистки господарсько-побутових стічних вод. Це дозволяє значно підвищити якість видалення зі стічних вод розчинених органічних сполук та знизити забруднююче навантаження на водні об'єкти, в які здійснюється скид очищеного стоку.

Дані дослідження є продовженням попередніх досліджень з зазначеної тематики, в яких розглядалося видалення  $O_3$  в аеротенках-витискувачах з додатковою прикріпленою біомасою з умови повного забезпечення цього процесу киснем.

В подальшому на підставі запропонованих моделей і методів розрахунку передбачається провести аналіз і оцінку впливу основних факторів, виявити параметри постачання необхідної кількості кисню в місце проведення реакцій і утилізації  $O_3$ .

Як показав проведений додатковий аналіз, запропоновані математичні моделі і на основі їх реалізації методи розрахунку, більш повно і обґрунтовано враховують важливі процеси, які значно впливають на утилізацію  $O_3$  і в зв'язку з цим на ефективність роботи аеротенків з додатковим залученням очистки закріпленим біоценозом.

Отримано розрахункові залежності та математичні моделі, що дозволяють оцінити вплив різних факторів очистки в аеротенках-витискувачах, в яких інтенсивність очищення підвищується за рахунок додаткових елементів з прикріпленим біоценозом.

В даних моделях враховані параметри біоплівки, гідродинамічні особливості надходження органічних забруднень і кисню в біоплівку, швидкості кінетичних реакцій при сумісному вилученні органічних забруднень зваженим і закріпленим біоценозом.

Цими факторами, а також використанням відомих рівнянь масопереносу та масопередачі  $O_3$  та кисню у біоплівці та вільному об'ємі аеротенку, обґрунтованими спрощеннями при описі головних процесів біохімічного очищення, розглядом основних технологічних схем можна пояснити наукову і прикладну цінність отриманих результатів.

Розроблені моделі потребують перевірки достовірності шляхом порівняння теоретичних та експериментальних даних. Даний фактор можна віднести до недоліків, але це планується провести в подальших дослідженнях.

Проведені дослідження необхідні для обґрунтування найбільш економічних та ефективних параметрів таких споруд біологічної очистки, як аеротенки, що широко застосовуються на станціях очистки господарсько-побутових стічних вод. Це дозволяє значно підвищити якість видалення зі стічних вод розчинених органічних сполук та знизити забруднююче навантаження на водні об'єкти, в які здійснюється скид очищеного стоку.

Дані дослідження є продовженням попередніх досліджень з зазначеної тематики, в яких розглядалося видалення  $O_3$  в аеротенках-витискувачах з додатковою прикріпленою біомасою з умови повного забезпечення цього процесу киснем.

В подальшому на підставі запропонованих моделей і методів розрахунку передбачається провести аналіз і оцінку впливу основних факторів, виявити параметри постачання необхідної кількості кисню в місце проведення реакцій і утилізації  $O_3$ .

## 7. Висновки

1. Представлено математичну модель процесу видалення  $O_3$  в аеротенках-витискувачах, основу якої складають рівняння переносу  $O_3$  та кисню у вільному об'ємі аеротенку та біоплівці, а також залежності, що описують споживання кисню та окислення  $O_3$ . Враховано механізми протікання аеробного процесу очистки і особливості одночасного вилучення органічних забруднень біоплівкою та зваженим біоценозом.

2. Прийнято ряд припущень, що дозволяють спростити математичну модель та отримати аналітичні залежності для можливості інженерних розрахунків. В рівняннях переносу знехтувано дифузійною складовою. Вважається, що процес окиснення  $O_3$  зваженим активним мулом відбувається за реакцією нульового порядку, а в біоплівці – за реакцією першого порядку.

3. Для різних технологічних схем розташування реактора з прикріпленою біомасою отримано розрахункові залежності. Вони представляють собою залежності концентрації  $O_3$  на виході з аеротенка-витискувача, що містить елементи з прикріпленим біоценозом, від його параметрів: довжини, площі поверхні додаткових елементів, швидкості руху стічних вод та ін.

## Література

1. Василенко, О. Водовідведення та очистка стічних вод міста. Курсове і дипломне проектування. Приклади та розрахунки [Текст]: навч. посіб. / О. Василенко, С. Епоян, Г. Смірнова та ін. – Київ–Харків: КНУБА, ХНУБА, 2012. – 572 с.
2. Воронов, Ю. Водоотведение и очистка сточных вод [Текст] / Ю. Воронов. – М.: Издательство Ассоциации строительных вузов, 2009. – 760 с.
3. Жмур, Н. С. Технологические и биохимические процессы очистки сточных вод на сооружениях с аэротенками [Текст] / Н. С. Жмур. – М.: АКВАРОС, 2003. – 512 с.
4. Von Sperling, M. Activated sludge and aerobic biofilm reactors. Vol. 5 [Text] / M. von Sperling // Biological wastewater treatment series. – London: IWA Publishing, 2007. – 328 p.
5. Gebara, F. Activated sludge biofilm wastewater treatment system [Text] / F. Gebara // Water Research. – 1999. – Vol. 33, Issue 1. – P. 230–238. doi: 10.1016/S0043-1354(98)00210-3
6. Олійник, О. Моделювання очистки стічних вод від органічних забруднень в біореакторах-аэротенках зі зваженим (вільно-плаваючим) і закріпленим біоценозом [Текст] / О. Олійник, Т. Айрапетян // Доповіді НАНУ. – 2015. – № 5. – С. 55–60. doi: 10.15407/dopovidi2015.05.055
7. Henze, M. Biological Wastewater Treatment [Text] / M. Henze, M. C. M. Van Loosdrecht, G. A. Ekama, D. Brdjanovic. – London: Iwa Publishing, 2008. – 511 p.
8. Святенко, А. І. Дослідження зміни ефективності очищення стічних вод в аэротенках під впливом різних чинників [Текст] / А. І. Святенко, Н. М. Дяденко, Т. Г. Нечипоренко-Шабуніна // Екологічна безпека. – 2011. – № 1/2011 (11). – С. 64–66.
9. Liao, Q. Mathematical model for gas–liquid two-phase flow and biodegradation of a low concentration volatile organic compound (VOC) in a trickling biofilter [Text] / Q. Liao, X. Tian, R. Chen, X. Zhu // International Journal of Heat and Mass Transfer. – 2008. – Vol. 51, Issue 7-8. – P. 1780–1792. doi: 10.1016/j.ijheatmasstransfer.2007.07.007
10. Wanner, O. Mathematical modeling of biofilms [Text] / O. Wanner, N. I. Ebert, B. E. Rittman // Scientific and Technical report. – 2006. – No. 18. – 208 p.
11. Олейник, А. Я. Теоретическое обоснование очистки сточных вод на капельных биофильтрах [Текст] / А. Я. Олейник, А. М. Кравчук, О. А. Колпакова // Доповіді НАНУ. – 2012. – № 3. – С. 179–183.
12. Kolpakova, O. Theoretical studies and calculations of wastewater treatment in trickling biofilters [Text] / O. Kolpakova // MOTROL. Commission of motorization and energetics in agriculture. – 2015. – Vol. 17, Issue 8. – P. 165–173.
13. Environmental engineering and activated sludge processes: models, methodologies, and applications [Text] / O. Sanchez (Ed.). – Oakville, ON; Waretown, NJ: Apple Academic Press, 2016. doi: 10.1201/b19902
14. Oleynik, A. The aerobic biological purification of the wastewaters from the organic contaminants (OC) in the aerotanks with the suspended and the fixed biocenosis [Text] / A. Oleynik, T. Airapetian // MOTROL. Commission of motorization and energetics in agriculture. – 2016. – Vol. 18, Issue 10. – P. 13–24.
15. Смирнов, Н. В. Математическое моделирование процессов нитрификации и окисления органического субстрата в системе биологической очистки [Текст] / Н. В. Смирнов // Математическое моделирование в экологии. – 2013. – С. 245–246.
16. Олійник, О. Моделювання і розрахунки кисневого режиму при вилученні органічних забруднень в аэротенках-змішувачах зі зваженою і закріпленою біомасою [Текст] / О. Олійник, Т. Айрапетян // Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки. – 2016. – Вип. 27. – С. 269–279.
17. Олійник, О. Моделювання і розрахунки біологічної очистки стічних вод на краплинних біофільтрах [Текст] / О. Олійник, О. Колпакова // Екологічна безпека та природокористування. – 2014. – Вип. 16. – С. 68–86.
18. Маслун, Г. Практичні рекомендації до розрахунку кисневого режиму при очистці стічних вод на затоплених фільтрах [Текст] / Г. Маслун // Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки. – 2013. – Вип. 21. – С. 123–142.
19. ДБН В.2.5-75-2013. Каналізація. Зовнішні мережі та споруди. Основні положення проектування [Текст]. – К.: Мінрегіон України, 2013. – 128 с.
20. Олійник, О. Аналіз і деякі рекомендації до розрахунку кисневого режиму в аэротенках при очистці стічних вод від органічних забруднень зваженим і закріпленим біоценозом [Текст] / О. Олійник, Т. Айрапетян, С. Курганська // Науковий вісник будівництва. – 2016. – № 3 (85). – С. 177–184.
21. Маслун, Г. Розрахунки кисневого режиму при біологічній доочистці стічних вод фільтруванням [Текст] / Г. Маслун // Екологічна безпека та природокористування. – 2012. – Вип. 10. – С. 91–101.
22. Lee, K. M. Aeration and substrate utilization in a sparged packed bed-biofilm reactor [Text] / K. M. Lee, H. D. Stensel // WPCF. – 1986. – Vol. 58, Issue 11. – P. 1065–1073.
23. Маслун, Г. Дослідно-виробнича апробація теоретичних розрахунків кисневого режиму при доочистці стічних вод фільтруванням [Текст] / Г. Маслун // Екологічна безпека та природокористування. – 2013. – Вип. 12. – С. 98–113.